REVUE DES SCIENCES DE L'EAU, Rev. Sci. Eau n° spécial (1998) 19-39

La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau

Hydrological modeling and water management

J.P. VILLENEUVE[1], P. HUBERT[2], A. MAILHOT[1] et A.N. ROUSSEAU[1]

SUMMARY

This paper presents an overview of physically-based hydrological modeling approaches and a look at the future of hydrological modeling within the context of water management. It extends beyond classical hydrological modeling by surveying the modeling of water contaminants transport in porous media and surface waters, as well as soil erosion.

Overview of Hydrological Modeling Approaches

Increasing concerns in predicting the impacts of land use management on the hydrological cycle have led researchers to construct two types of physically-based distributed models. The first type of model views the watershed as an ensemble of inter-connected reservoirs and mimics water routing with various types of discharge expressions and conceptual models (*e.g.*, the infiltration models of GREEN and AMPT (1911), HOLTAN (1961) or SMITH and PARLANGE (1978); the unit hydrographs of SHERMAN (1932) and DOOGE (1973) and the geomorphological unit hydrograph of RODRIGUEZ-ITURBE and VALDES (1979); the ground water discharge model of BEVEN and KIRBY (1979); etc.). It is noteworthy that the pioneering Stanford Watershed Model of CRAWFORD and LINSLEY (1966) led to the development of many currently used hydrological models including HBV (BERGSTRÖM and FORSMAN, 1973), SLURP (KITE, 1978), TOPMODEL (BEVEN and KIRBY, 1979) and CEQUEAU (MORIN *et al.*, 1981), to name a few. The second type of model discretizes the watershed into an ensemble of control volumes and mimics water routing using combinations of partial differential equations for mass and momentum conservation and phenomenological models (*e.g.*, DARCY'S (1856), DUPUIT'S (1863), BOUSSINESQ'S (1904) and RICHARDS (1931) equations for unsaturated and saturated flow in porous media; SAINT-VENANT'S (1871) and MANNING'S (1891) equations for overland and open channel flows). Hydrological models such as SHE (ABBOTT *et al.*, 1986a, b), IHDM (CALVER, 1988), KINEROS (WOOLHISER

1. INRS-Eau, 2800 rue Einstein C.P. 7500, Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7.
2. UMR Sysiphe, Centre d'informatique géologique École nationale supérieure des Mines de Paris, 35, rue Saint-Honoré 77305 Fontainebleau cedex, France.

et al., 1990), THALES (GRAYSON *et al.*, 1992) and HYDROTEL (FORTIN *et al.*, 1995), among others, represent classical examples of this type of modeling. It is noteworthy that recent advances in remote sensing and in digital elevation modeling have greatly facilitated and simplified the use of most of the hydrological models.

On another front, the adverse effects of agricultural, industrial and urban runoff on surface and ground waters have motivated the development and application of different approaches to predict the fate and transport of various water contaminants in the environment (*i.e.*, eroded soil particles, adsorbed and dissolved nutrients and pesticides as well as organic matter).

In soil erosion modeling, these concerns have led researchers to construct non-point source pollution models for evaluating the impacts of alternative land management practices on water quality. Based on the empirical Universal Soil Loss Equation (WISCHMEIER and SMITH, 1978), the first nonpoint source models included CREAMS (KNISEL, 1980), AGNPS (YOUNG *et al.*, 1987) and SWRRB (WILLIAMS *et al.*, 1985). However, the lack of physical realism in these empirical formulations prompted the development of physically-based erosion models such as GUEST (ROSE *et al.*, 1983; HAIRSHINE and ROSE, 1992a, b), WEPP (NEARING *et al.*, 1989), LISEM (DE ROO *et al.*, 1994) and EUROSEM (MORGAN *et al.*, 1992). The advantage of these models over the USLE resides in their ease of integration with physically-based hydrological models.

Because of its close ties with the hydrological cycle and the soil erosion process (adsorbed and dissolved contaminants), the development of physically-based models for nutrient and pesticide transport benefited directly from advances in soil erosion modeling, soil chemistry and soil physics. The modeling of nitrogen transport is a representative example of this. Early modeling efforts involved the coupling of first-order kinetics models for the nitrogen cycle (MEHRAN and TANJI, 1974) with two types of mass conservation equation in porous media: the convection-dispersion equation and the capacity transport equation. Well known soil nitrogen dynamics models include NCSOIL (MOLINA *et al.*, 1983), SOILN (JOHNSSON *et al*, 1987), EPIC (SHARPLEY and WILLIAMS, 1990), LEACHN and LEACHA (HUTSON and WAGENET, 1991, 1992, 1993), DAISY (HANSEN *et al.*, 1991) and AgriFlux (BANTON *et al.*, 1993).

The first attempt to model surface water quality goes back to the work of STREETER and PHELPS (1925) who studied the impacts of a municipal waste water discharge on dissolved oxygen (DO) and biological oxygen demand (BOD) of an Ohio river. To predict DO and BOD dynamics, Streeter and Phelps assumed uniform and steady flow conditions and used first-order kinetics to model atmospheric supply of oxygen and oxygen consumption. The advances in computational power during the 70s and 80s allowed several researchers to substantially increase the complexity of the Streeter-Phelps approach. This was achieved by accounting for advection-dispersion phenomena, unsteady two and three dimensional flow conditions, as well as the effect of temperature on various chemical reactions. The QUAL2E model of BROWN and BARNWELL (1987) is a good example of a moderately complex water quality model where advection-dispersion and temperature effects on several water characteristics and contaminants are considered under one-dimensional steady flow conditions.

Future of Hydrological Modeling

At present, the state of hydrological modeling and software engineering has reached a point where it is now possible to construct spatial decision support systems (SDDS) capable of simulating the impacts of various management practices (*i.e.*, industrial, municipal and agricultural) on the water quantity and the quality of a watershed's river network. These systems, which idealy should be user-friendly for decision makers, will be both integrated modeling

systems (including a database system, hydrologic, soil erosion, agricultural-chemical transport and water quality models) and spatial data analysis systems (including a geographical information system). Currently developed SDDS include PÉGASE (SMITZ *et al.*, 1997) and GIBSI (VILLENEUVE *et al.*, 1996, 1997a, b). In a sustainable water management context, the use of such systems will provide decision makers with a complete tool for exploring a variety of integrated watershed management programs.

Key-words: *integrated modeling system, soil erosion, agricultural contaminants, water quality.*

RESUMÉ

Cet article brosse un portrait de différents types de modélisation hydrologique développés à ce jour. Nous passerons donc en revue l'hydrologie, l'érosion hydrique des sols, le transport et les transformations des polluants et la qualité de l'eau en rivière. Ce bref survol, nous amène à conclure que si le développement de la modélisation hydrologique s'est fait jusqu'ici essentiellement en affinant la description des processus et en considérant des échelles spatiales et temporelles plus fines, l'étape suivante passe par l'intégration de ces divers modèles. Cette intégration permettra dès lors de considérer un ensemble de problématiques directement liées aux aspects de gestion environnementale.

Mots clés : *système de modélisation intégrée, érosion des sols, contaminants agricoles, qualité de l'eau.*

1 – INTRODUCTION

Le premier pas de toute démarche scientifique consiste à observer et à identifier un ensemble de variables susceptibles de décrire le phénomène ou le processus étudié. Cette connaissance demeure encyclopédique et de peu d'intérêt tant qu'un lien ou une relation n'est pas établi entre un premier ensemble de variables (*i.e.*, les variables d'entrée) et un autre ensemble de variables assujetties aux premières (*i.e.*, les variables de sortie). Le langage mathématique permet de formaliser cette relation et d'intégrer et de synthétiser les informations. Le modèle mathématique, en tant que représentation du phénomène étudié, peut alors fournir un ensemble de réponses qu'il est ensuite possible de soumettre à l'observation. Le modèle est donc un outil de première importance dans un contexte de développement scientifique ; il est à la fois un outil inductif et déductif. D'abord en tant qu'outil inductif, le modèle mathématique permet la représentation et la description de phénomènes sur la base d'un ensemble de mesures. En tant qu'outil déductif, puisqu'il s'identifie au phénomène étudié, le modèle permet aussi l'expérimentation théorique du système dans diverses situations.

De manière générale, la modélisation d'un système donné permet donc : (i) de faire avancer la compréhension du fonctionnement du système modélisé et (ii) de prédire des états futurs du système en fonction de différentes sollicitations (mode prédictif ; modification des variables d'entrée) ou d'évaluer la réponse du système à différents scénarios d'usage de ce dernier (mode gestion ; variations des paramètres et des conditions frontières).

Les champs d'application de la modélisation sont aussi divers que les champs de la connaissance. Parmi les facteurs caractéristiques de la modélisation hydrologique, mentionnons : (i) la diversité des processus en jeu (*i.e.*, des processus physiques et chimiques) ; (ii) la complexité des systèmes étudiés (*i.e.*, multiples conditions aux limites et difficulté de considérer un système « fermé ») ; (iii) la présence de multiples échelles tant spatiales que temporelles ; (iv) la difficulté de procéder à des mesures extensives et dans des conditions variées. Cette complexité inhérente à la modélisation hydrologique implique qu'il n'existe pas une mais de multiples modélisations possibles et que le lien entre le modèle et l'objectif de son application est particulièrement important. Autrement dit, il n'existe pas de modèle universel applicable sans discernement. Le vieux rêve Laplacien est ici pure utopie.

Avant de procéder à quelque développement ou application d'un modèle, il est ainsi primordial de bien identifier et cerner la problématique et le contexte d'application. Prenons un exemple simple afin d'illustrer ce propos. Supposons que nous voulions modéliser le ruissellement de surface sur un bassin versant donné. Il s'agit d'abord de préciser quelle est la problématique et de savoir exactement à quelle question nous désirons répondre. Certaines problématiques peuvent exiger, en effet, une évaluation des volumes d'eau de ruissellement à des échelles spatiale et temporelle fines (chaque mètre carré à chaque minute) alors que d'autres n'exigeront qu'une évaluation à de plus grandes échelles (chaque jour pour tout le bassin). On devine aisément que selon que l'on choisisse l'une ou l'autre de ces options, l'approche utilisée et le modèle seront fort différents. D'un côté, il faudra développer une modélisation qui exigera une description fine de l'hétérogénéité spatiale du bassin alors que de l'autre côté une description plus globale sera suffisante.

Une fois cette étape franchie, il est plus simple d'identifier les échelles caractéristiques tant temporelles que spatiales qui devront être considérées. Évidemment, le choix d'échelles plus globales pose le problème de la comparaison avec des données ponctuelles (*i.e.*, mesurées en un endroit et à un instant bien précis). Le choix des échelles caractéristiques s'accompagne de l'identification des principaux phénomènes responsables des variations spatio-temporelles des variables aux échelles considérées. Ceci implique que tous les processus pouvant modifier les variables du système à des échelles de temps inférieures au temps caractéristique et à des échelles spatiales inférieures à la dimension caractéristique soient négligeables. La représentation mathématique utilisée pour décrire un même phénomène à différentes échelles sera donc différente selon l'échelle considérée (SHUTTLEWORTH, 1988).

Dans cet esprit, nous présentons ici : (i) un aperçu de l'évolution du cadre de modélisation des différents processus hydrologiques responsables de l'évolution des quantités et de la qualité des eaux à l'échelle du bassin versant et (ii) les enjeux futurs de la modélisation hydrologique. Notre but n'est pas ici de fournir une liste ou une description exhaustive des modèles existants. Nous désirons plutôt présenter les principaux schémas de modélisation identifiés et utilisés à ce jour pour décrire ces processus. Nous discuterons ainsi de la modélisation du cycle de l'eau (section 2), de l'érosion hydrique des sols (section 3), du transport et des transformations de polluants (section 4) et de la qualité de l'eau en rivière (section 5), et enfin des enjeux futurs de la modélisation hydrologique (section 6).

2 – LA MODÉLISATION DU CYCLE DE L'EAU

La modélisation du cycle de l'eau s'intéresse à la représentation des variations spatiales et temporelles des flux d'eaux à l'échelle du bassin versant à l'aide de bilans de masse, de quantité de mouvements et d'énergie thermique. Tel qu'illustré à la figure 1, les principaux processus physiques caractérisant ces bilans sont : la précipitation, l'évapotranspiration, la condensation, la fonte de neige (incluant la sublimation), l'infiltration, l'écoulement en milieux poreux (*i.e.*, non-saturé et saturé), la recharge des eaux souterraines, et l'écoulement des eaux de surface (incluant le ruissellement de surface et l'écoulement en canal).

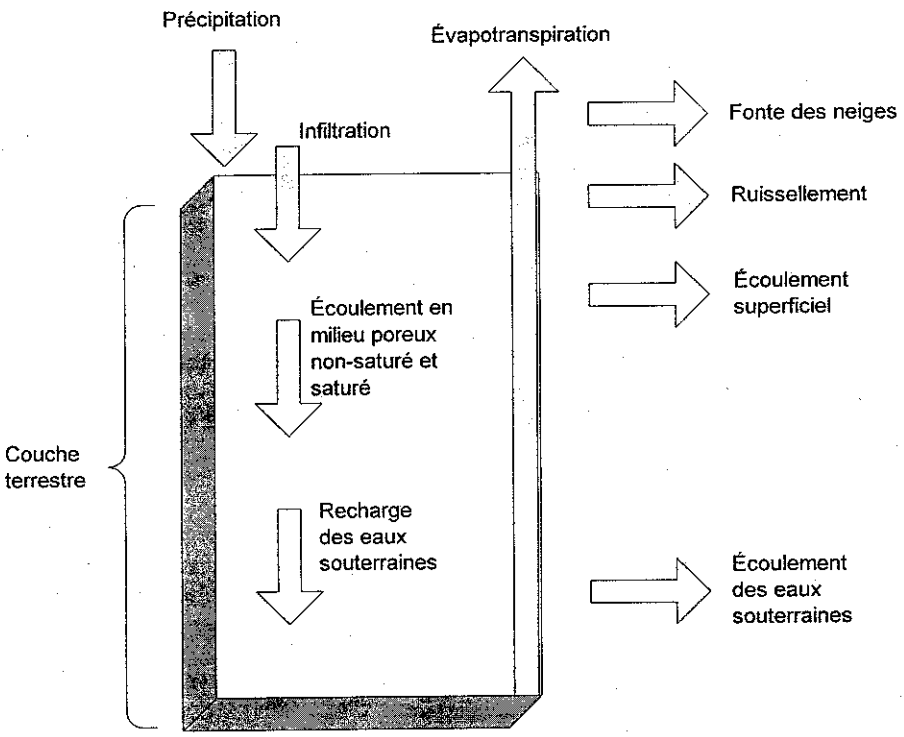

Figure 1 Processus physiques du cycle de l'eau.
Physical processes of the hydrological cycle.

Lors des premières modélisations de bassin versant, les hydrologues s'intéressaient à l'évaluation du flux d'eau liquide en un certain nombre d'emplacements stratégiques d'un cours d'eau. Pour simplifier les bilans de masses, on posait d'abord comme hypothèse que la variation des réserves en eau (ΔS) d'un système donné était négligeable sur des périodes de temps (Δt) suffisamment longues. Les apports d'eau au système étant les hauteurs de précipitations (P) et les apports souterrains (G_i) et les flux sortants, les sorties d'eau souterraines

(G_o), le débit à l'exutoire (Q) et l'évapotranspiration (ET), le bilan de masse résultant pouvait alors s'écrire :

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = (P + G_i) - (G_o + Q + ET) \approx 0 \quad (1)$$

Supposant ensuite que les variations des entrées et des sorties d'eaux souterraines étaient aussi négligeables pour un temps suffisamment long, le ruissellement ponctuel correspondait tout simplement à l'intégrale $\int Q dt$ sur Δt :

$$R \equiv \int Q dt = \int P dt - \int ET dt \quad (2)$$

L'application de ce bilan simplifié à l'échelle d'un bassin versant ne permettait cependant pas aux hydrologues de déterminer l'influence des diverses occupations du territoire (et encore moins de leur évolution) sur le ruissellement produit. En fait, ce type d'approche n'était satisfaisant que pour des estimations annuelles et, par conséquent, ne pouvait être appliqué pour déterminer l'influence de divers aménagements du territoire sur les crues ou les étiages (ex. : ouvrage de retenue, modification du réseau hydrographique, etc.). Une approche plus fine devenait donc nécessaire et requérait, de surcroît, une connaissance plus précise, tant du point de vue temporel que spatial, du territoire et de tous les processus physiques en jeu.

Avec le développement des ordinateurs au cours des trente dernières années, cette recherche de meilleures représentations spatiales et temporelles du ruissellement s'est surtout effectuée par le développement de modèles à paramètres physiques distribués combinant les bilans de masse, de quantité de mouvement et d'énergie avec quelques relations phénoménologiques (ex. : relation de DARCY (1856)). Bien que l'on retrouve toujours quelques expressions de nature empirique dans les modèles à base physique de bassins versants, ce qui distingue ces derniers est la représentation physique du système et la rigueur des formulations décrivant les processus des écoulements en milieu poreux, en surface et en rivière. Nous discernerons donc deux approches de la représentation des processus hydrologiques dans le cadre de la modélisation. La première approche est plutôt empirique et tente par exemple de reproduire le comportement d'un bassin versant par un ensemble de réservoirs interconnectés. La seconde approche est plutôt mécaniste et s'appuie fondamentalement sur des équations traduisant des lois physiques qui seront résolues numériquement dans le cadre d'une discrétisation spatiale et/ou temporelle appropriée. Cette distinction ne doit cependant pas être prise au pied de la lettre et, très souvent, un même modèle procédera de l'une et l'autre de ces approches.

Dans la première approche, on utilise souvent un ensemble de réservoirs interconnectés pour représenter différents compartiments du bassin versant (ex. : réservoirs interception, sol, nappe phréatique, cours d'eau, etc.). Des bilans de masse sont effectués sur chacun de ces réservoirs, à l'aide de relations de vidanges ou de formalisations conceptuelles des processus physiques simulés (ex. : les relations de GREEN et AMPT (1911), de HOLTAN (1961) ou de SMITH et PARLANGE (1978) pour l'infiltration ; les hydrogrammes unitaires de SHERMAN (1932) et DOOGE (1973) et les hydrogrammes unitaires géomorphologiques de RODRIGUEZ-ITURBE et VALDES (1979) pour le ruissellement global ; des relations de vidanges pour l'écoulement souterrain (ex. : BEVEN et KIRBY (1979) ; etc.) À noter que les réservoirs peuvent représenter des bassins versants complets ou

seulement des portions de ces derniers (ex. : plans d'écoulement, mailles carrées). De plus, les relations de prédiction des processus physiques utilisent autant que possible des paramètres physiques mesurables (ex. : à partir de cartes topographiques ou de mesures sur le terrain, etc.).

On considère, à juste titre, le *Stanford Watershed Model* de CRAWFORD et LINSLEY (1966) comme le précurseur des modèles de ce type incluant également les modèles HBV de BERGSTRÖM et FORSMAN (1973), SLURP de KITE (1978), TOPMODEL de BEVEN et KIRBY (1979) et CEQUEAU de MORIN *et al.* (1981), pour ne citer que ceux-là. De tous ces modèles, TOPMODEL représente sans aucun doute le modèle actuellement le plus utilisé à travers le monde. Sa popularité tient pour beaucoup au concept de similitude hydrologique représenté par l'indice topographique ln (a/tanβ), où a représente la superficie située à l'amont d'un point i par unité de ligne de contour et β, l'angle de la pente en ce point. Cet indice suppose que tous les points ayant un même indice topographique se comportent de la même façon. Par exemple, pour les portions d'un bassin versant caractérisées par une transmissibilité d'eau souterraine homogène, les nappes phréatiques de points ayant le même indice topographique se situent toutes à la même profondeur. À noter que ce concept de similitude hydrologique donne présentement lieu à la définition d'autres indices topographiques de bassin versant (AMBROISE *et al.*, 1996).

En ce qui a trait à la seconde approche de modélisation identifiée, plusieurs types de découpage spatial (ex. : sous-bassins versants, plans d'écoulement, maillages carrés, triangulaires, etc.) sont utilisés pour résoudre les bilans de masse et de quantité de mouvement. À cet effet, il est important de noter que ce schéma de modélisation a bénéficié des travaux réalisés par des chercheurs évoluant dans diverses sciences appliquées comme la physique des sols, l'hydraulique, etc. Par exemple, les équations aux dérivées partielles des écoulements en milieu poreux (saturé ou non) et en canal proviennent respectivement des travaux de DARCY (1856), DUPUIT (1863), BOUSSINESQ (1904) et RICHARDS (1931) et des travaux de SAINT-VENANT (1871) et MANNING (1891).

À titre d'exemples de modèles à milieu physique différentiel, on retrouve les modèles SHE (ABBOTT *et al.*, 1986a, b), IHDM (CALVER, 1988), KINEROS (WOOLHISER *et al.*, 1990), THALES (GRAYSON *et al.*, 1992) et HYDROTEL (FORTIN *et al.*, 1995), pour n'en citer que quelques-uns. De tous ces modèles, les modèles SHE et IHDM représentent sans doute les modèles de bassin versant les plus mécanistes que l'on puisse trouver. En contrepartie, la mise en place de ces modèles exige une masse considérable de données et une caractérisation spatiale très fine du territoire à modéliser. À ce sujet, le développement de modèles numériques de terrain et de la télédétection permet une importante simplification du travail d'intégration de ces paramètres physiques. Ces possibilités sont largement exploitées dans la mise en place des modèles THALES et HYDROTEL.

3 – MODÉLISATION DE L'ÉROSION HYDRIQUE DES SOLS

La modélisation de l'érosion hydrique des sols s'intéresse à la prédiction et à la gestion des pertes de productivité des sols et d'usage des eaux de surface

engendrées par la dégradation de la couche terrestre. Les processus d'érosion des sols sont *(fig. 2)* : le détachement des particules de sol (causé par l'impact de la pluie et les ruissellements en nappe et concentré dans les rigoles) et la sédimentation lors du transport par ruissellement (intimement liée au concept de capacité de transport).

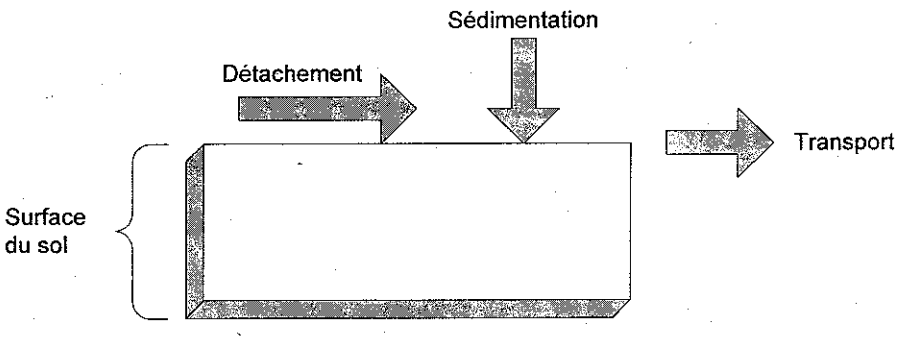

Figure 2 Processus d'érosion des sols.
Soil erosion processes.

Au début de la modélisation de l'érosion des sols, l'estimation de la perte à long terme de la couche de sol productive, d'un point de vue agronomique, représentait la principale motivation de cet exercice. Cette préoccupation a donné lieu au développement de l'équation universelle de pertes de sol (USLE) de WISCHMEIER et SMITH (1978). Comme cette équation a été développée pour estimer les pertes de sols d'un champ sur une base annuelle (à partir de paramètres caractérisant le climat, le sol, la topographie, la couverture végétale et le contrôle de l'érosion), elle ne tient pas directement compte de l'aspect dynamique de la composante hydrique de l'érosion. L'USLE a été développée à partir de plusieurs années d'observation de données sur des parcelles de pentes uniformes et, de par la nature statistique et empirique de cette approche, il n'a pas été possible de relier directement les termes de cette équation aux processus physiques de l'érosion des sols. Par contre, sa très grande simplicité d'utilisation a poussé plusieurs chercheurs à l'adapter à l'échelle d'un événement pluvieux en lui incorporant des facteurs de ruissellement (ex. : ONSTAD et FOSTER, 1975 ; WILLIAMS, 1975 ; RENARD *et al.*, 1991).

La prolifération des problèmes de pertes d'usage de cours d'eau causées par de fortes concentrations de matières en suspension, de nutriments et de pesticides agricoles a motivé le développement de modèles à paramètres physiques distribués. Parmi ces modèles, on compte les modèles ANSWERS (BEASLEY, 1977), CREAMS (KNISEL, 1980), AGNPS (YOUNG *et al.*, 1987) et SWRRB (WILLIAMS *et al.*, 1985). Ce qui différencie ces modèles de l'USLE – bien que certains d'entre eux soient basés sur cette dernière équation – c'est la modélisation de la capacité de transport de la lame de ruissellement et l'introduction de bilans de masse de sédiments incluant la sédimentation.

Afin de mieux représenter le détachement, l'entraînement et la sédimentation, certains chercheurs ont élaboré des bilans de masse pour le flux de sédiments sur un plan incliné à l'aide de relations phénoménologiques. À ce sujet, les modèles

de ROSE *et al.* (1983) et HAIRSHINE et ROSE (1992a, b) (modèle GUEST), NEARING *et al.* (1989) (modèle WEPP), DE ROO *et al.* (1994) (modèle LISEM) et MORGAN *et al.* (1992) (modèle EUROSEM) représentent les tous derniers développements d'une meilleure représentation des processus physiques en jeu. Finalement, une meilleure représentation des processus d'érosion pourrait également tirer profit de modèles géomorphologiques simulant la formation de rigoles mais il n'est pas difficile de réaliser que ce degré de précision est disproportionné, pour l'heure, par rapport aux besoins de gestion de la qualité de l'eau.

4 – MODÉLISATION DU TRANSPORT ET DES TRANSFORMATIONS DE POLLUANTS

Lors d'un événement pluvieux produisant une lame de ruissellement et de l'érosion *(fig. 3)*, l'eau de pluie déloge les polluants dissous des pores du sol, solubilise les composés solubles et désorbe une fraction des polluants adsorbés. Les concentrations finales en polluant dissous des eaux de ruissellement, de percolation, des écoulements hypodermique et basal dépendent de l'équilibre chimique entre les formes dissoutes et adsorbées aux particules du sol ou aux sédiments selon le cas. Il est à noter que la distribution des particules érodées est caractérisée par des fractions de particules d'argile et de matière organique plus

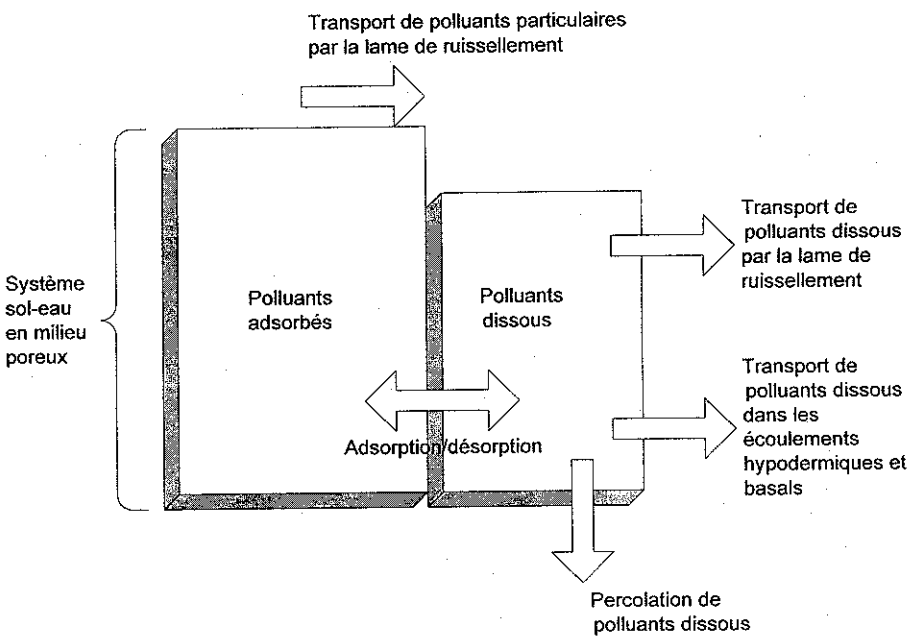
Transport de polluants particulaires par la lame de ruissellement
Système sol-eau en milieu poreux
Polluants adsorbés
Polluants dissous
Transport de polluants dissous par la lame de ruissellement
Transport de polluants dissous dans les écoulements hypodermiques et basals
Adsorption/désorption
Percolation de polluants dissous

Figure 3 Processus physiques de transport des polluants.
Physical processes of pollutant transport.

importantes que celle des particules de la surface du sol. Étant donné que certaines formes de polluant ont une grande affinité pour les particules d'argile et la matière organique, le contenu particulaire en polluants de la masse de sol érodé est plus élevé que celui de la surface du sol. Ainsi, l'érosion permet la sélection des particules fines du sol et conséquemment l'enrichissement des eaux de ruissellement en polluant par rapport à l'eau du sol.

Outre les processus physico-chimiques de transport qui ont été mentionnés, les polluants subissent eux-mêmes des transformations biochimiques. Prenons par exemple le cas de l'azote *(fig. 4)*. Tout d'abord, la minéralisation transforme

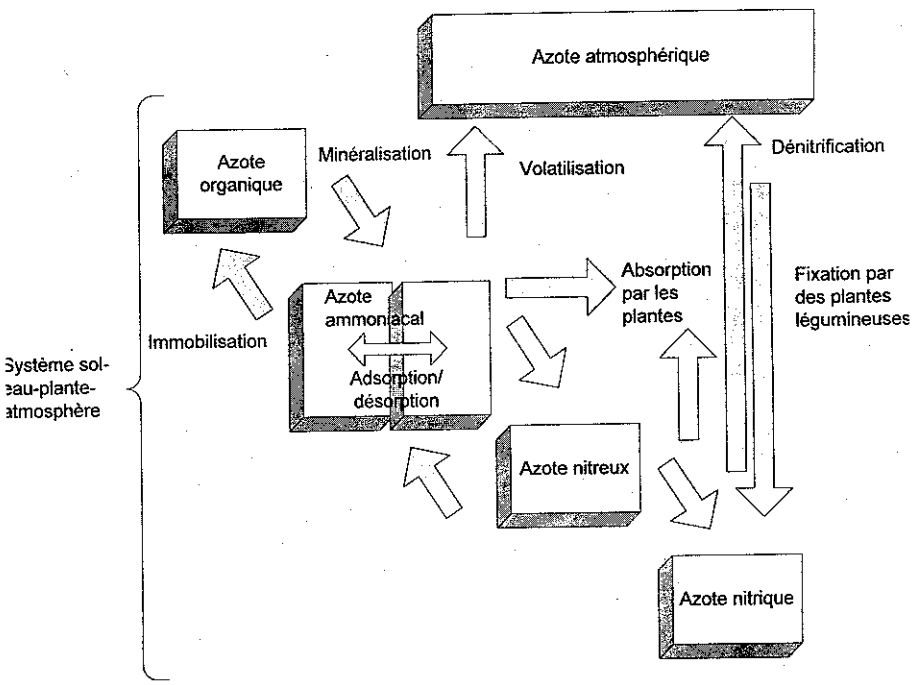

Figure 4 Cycle de transformations bio-chimiques de l'azote.
Bio-chemical transformations of the nitrogen cycle.

l'azote organique en azote nitrique (sous forme d'ions nitrates, NO_3^-) en trois étapes. L'azote organique (végétaux et organismes vivants), par l'intermédiaire de nombreux micro-organismes, est transformé en azote ammoniacal (NH_4^+). Ensuite, l'azote ammoniacal s'oxyde en azote nitreux (sous forme d'ions nitrites, NO_2^-) par l'intermédiaire de bactéries nitreuses. La transformation d'azote nitreux en azote nitrique se fait à partir de bactéries nitriques. L'opération inverse, l'immobilisation (passage de l'azote minéral à l'azote organique), est régie par le rapport carbone azote. On note aussi des échanges d'adsorption et de désorption au niveau de NH_4^+ adsorbé, disponible et soluble. Certaines plantes, dont les légumineuses, sont capables de fixer l'azote de l'atmosphère (N_2) et de le

transformer en NO_3^-. En condition anaérobie de sol saturé, des bactéries dénitrifiantes procèdent à la restitution de nitrates du sol à l'atmosphère, par le processus de dénitrification. Les ions NH_4^+ et NO_3^- sont également absorbés par les plantes. Finalement, la volatilisation consiste en la transformation de NH_4^+ en NH_3 gazeux. Ce dernier phénomène est particulièrement perceptible lors de l'épandage de fertilisants organiques.

Comme nous pouvons le constater, il existe plusieurs processus physico-biochimiques dont il faut tenir compte lors de la modélisation. En général, ces processus sont bien connus et conceptualisés à l'échelle de la parcelle expérimentale ou à celle de la colonne de sol. Par contre, force est d'admettre que l'on ne sait pas vraiment s'il est possible d'appliquer avec certitude ces concepts à l'échelle d'un champ cultivé ou à celle d'un bassin versant où existent d'importantes hétérogénéités spatiales et temporelles.

Nous n'entendons pas, en nous interrogeant sur la possibilité d'utiliser à de plus grandes échelles des modèles développés à l'échelle de la parcelle ou de la colonne de sol, que les processus physiques et biochimiques ne sont pas les mêmes ; ils sont identiques. Ce qui peut être différent, c'est la hiérarchie et l'organisation de ces processus compte tenu des grandes variations spatiales et temporelles observables dans les champs et les bassins versants. Par exemple, à l'échelle du champ agricole, les processus de dispersion et de diffusion ne sont pas importants car ces processus sont en quelque sorte effacés en raison de la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques du sol. Ce qui est important, c'est de bien identifier les processus dominants et de reconnaître que les résultats obtenus ne seront probants qu'en moyenne, c'est-à-dire sur des périodes de temps supérieures à la journée.

À titre d'exemple, nous présentons ici l'évolution de la modélisation des transformations de l'azote. Cette modélisation dans le système sol-eau-plante-atmosphère remonte au début des années 1970 lorsque l'apparition d'ions nitrates en quantité notable dans les eaux souterraines a commencé à attirer l'attention des responsables de la gestion de l'eau. À ce moment-là, deux approches de modélisation ont été préconisées pour prédire le mouvement des nitrates en milieu poreux saturé et non-saturé : une modélisation empirique (*i.e.*, équation de régression) et une modélisation à base physique. Utilisant cette dernière approche, MEHRAN et TANJI (1974) ont été les premiers à résoudre simultanément un système d'équations différentielles représentant les échanges entre huit formes différentes d'azote dans une colonne de sol incubé ayant une teneur en eau uniforme. Les échanges (gains et pertes) entre les différentes concentrations (C_i) d'azote étaient simulées par des équations différentielles du premier ordre (*i.e.*, cinétiques du premier ordre ; éq. 3) où les constantes de transformations (μ_i) pour la minéralisation, la nitrification, la dénitrification, l'absorption par les plantes et les échanges ioniques entre les phases dissoutes et adsorbées avaient été estimées à partir de données de la littérature :

$$\frac{dC_i}{dt} = \mu_i C_i \qquad (3)$$

Plusieurs chercheurs, dont MOLINA *et al.* (1983) (modèle NCSOIL), JOHNSSON *et al.* (1987), (modèle SOILN), SHARPLEY et WILLIAMS (1990) (modèle EPIC), HUTSON et WAGENET (1991, 1992, 1993) (modèles LEACHN et LEACHA), HANSEN *et al.* (1991) (modèle DAISY) et BANTON *et al.* (1993) (modèle AgriFlux), ont ensuite incorporé, à l'aide de différentes fonctions, les effets de la température et

de la teneur en eau du sol sur les constantes de transformation des cinétiques de premier ordre (ex. : relations empiriques à base physique). Ces chercheurs ont également substitué des cinétiques d'ordre zéro ou des équations empiriques aux cinétiques du premier ordre pour certains échanges entre différentes formes d'azote (ex. : isothermes d'adsorption de type linéaire pour les flux entre le NH_4^+ adsorbé et le NH_4^+ en solution ou une cinétique de type Michaelis-Menten pour l'absorption par les plantes).

Dans les cas où l'écoulement de l'eau du sol est en régime transitoire selon la direction verticale (z), le cas généralement simulé, le lessivage des nitrates ou de l'ammonium est abordé soit par des lois de vidange de réservoirs (ex. : HUTSON et WAGENET, 1992, 1993 ; BANTON *et al.*, 1993) soit par la résolution analytique ou numérique des équations de RICHARDS (1931) et de convection-dispersion unidimensionnelles (HUTSON et WAGENET, 1991 ; BERGSTRÖM *et al.*, 1991). Cette dernière équation traduit comme suit la conservation d'un composé chimique de concentration C_i :

$$\frac{\partial(\theta C_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho S_i)}{\partial t} + \frac{\partial(qC_i)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta D(\theta, q)\frac{\partial C_i}{\partial z}\right) - U(z, t) \pm \phi(z, t) \qquad (4)$$

où θ représente le contenu volumétrique en eau du sol, S la concentration du composé chimique dans la phase adsorbée, ρ la densité apparente du sol, D (ρ, q) le coefficient de dispersion effectif, q le flux d'eau, U (z, t) le taux d'absorption par les plantes et ϕ (z, t) l'expression retenue pour les gains et les pertes entraînés par les échanges entre les différents composés (ex. : une cinétique du premier ordre). À noter que dans les modèles où l'on simule l'effet de la température du sol sur les constantes cinétiques, il faut résoudre (numériquement ou analytiquement), outre les équations précédentes, l'équation de conservation de la chaleur (BERGSTRÖM *et al.*, 1991).

De manière générale, la principale difficulté rencontrée lorsque l'on utilise des modèles à base physique pour décrire les transformations de l'azote (ou de tout autre polluant) réside dans le choix des constantes des cinétiques. Ce choix est d'autant plus contraignant qu'il requiert le calage de plusieurs paramètres dont les plages de valeurs peuvent être très étendues (de 2 à 4 ordres de grandeur). À cet égard, les modèles utilisant des relations empiriques ou conceptuelles pour déterminer ces constantes offrent un avantage qu'il ne faut pas sous-estimer (ex. : modèle EPIC de SHARPLEY et WILLIAMS (1990)). À noter que l'évolution de la modélisation des transformations du phosphore et des pesticides dans le système sol-eau-plante-atmosphère a suivi un cheminement similaire (*i.e.*, cinétiques du premier ordre) même si les processus bio-physico-chimiques en jeu sont différents.

5 – MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Dans un contexte de simulation intégrée des processus impliqués dans l'évolution de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant, la modélisation de la qualité des eaux en rivière et en lacs se situe, pour ainsi dire, en aval des autres modèles. En effet, une fois estimées les charges des différentes composantes

associées à la qualité de l'eau, il s'agit de voir comment celles-ci évoluent en fonction des conditions physiques d'écoulement et des différents processus biochimiques en jeu dans le cours d'eau ou le lac. L'approche la plus utilisée consiste à identifier les processus et variables prépondérants à l'échelle spatiale et temporelle considérée et de les décrire sous forme d'équations différentielles. Nous décrivons dans ce qui suit, en nous inspirant du modèle de Streeter-Phelps, le schéma général de modélisation de la qualité de l'eau. Par souci de concision, nous nous limiterons aux seuls modèles de qualité en rivière.

5.1 L'exemple du modèle de Streeter-Phelps

Le précurseur des modèles de qualité en rivière est sans conteste le modèle de STREETER-PHELPS (1925). La modélisation de la qualité reprend, à peu de chose près, le même schéma de base que ce modèle, à savoir : (i) l'identification d'un certain nombre de constituants (variables de qualité), et (ii) l'identification et la description d'un certain nombre de processus responsables des modifications et transformations de ces constituants. Un bilan est effectué pour chacun de ces constituants. Les nombres de constituants et de processus simulés déterminent le degré de précision de la modélisation. L'ajout de constituants implique un plus grand nombre de paramètres et donc un effort de calage plus important.

Le modèle de STREETER-PHELPS a été développé dans le contexte d'une étude sur la rivière Ohio. Le but de ce travail était d'estimer l'impact sur les concentrations d'oxygène dissous d'un rejet municipal en fonction des caractéristiques de ce dernier. De manière ultime, il s'agissait de déterminer les temps et longueurs caractéristiques nécessaires pour que le pouvoir auto-épurateur du cours d'eau permette une réoxygénation des eaux. Dans ce contexte, les deux constituants modélisés étaient le déficit en oxygène dissous (D) et la demande en oxygène dissous pour l'oxydation des matières biodégradables (L). Deux processus étaient pris en compte : (i) la réaération atmosphérique et (ii) l'oxydation des matières biodégradables. Des cinétiques du premier ordre étaient utilisées pour décrire ces réactions. Les équations du modèle sont les suivantes :

$$\begin{aligned} \frac{dD}{dt} &= K_d L - K_a D \\ \frac{dL}{dt} &= -K_d L \end{aligned} \tag{5}$$

Ce modèle comporte deux paramètres, K_a, le taux de réaération et K_d le taux de désoxygénation. L'avantage d'une telle formulation est qu'elle peut être résolue analytiquement. Plusieurs hypothèses sous-tendent cependant une telle approche. D'abord, on suppose des conditions d'écoulement uniformes et indépendantes du temps. Dans ce contexte, temps et espace sont simplement liés par la vitesse d'écoulement. Ensuite, d'un point de vue qualité, un bilan est fait sur la consommation d'oxygène dissous, la réaération étant, à ce titre, le principal processus responsable de l'oxygénation de l'eau et la biodégradation des matières, le principal processus responsable de la consommation d'oxygène. K_d et K_a sont donc des paramètres « globaux », uniformes et constants, qui nous permettent d'effectuer ce bilan. Dans le cadre d'une description plus fine des processus, ces deux paramètres seraient considérés comme étant la résultante de plusieurs autres processus non décrits dans ce schéma original et pourraient dépendre et du temps et de l'espace. En terme d'échelle temporelle, pareille simplification équivaut à dire que les processus responsables de l'évolution temporelle de ces

paramètres, tout comme les processus responsables de la modification des conditions physiques de l'écoulement, se déroulent à des échelles temporelles beaucoup plus grandes ou beaucoup plus petites que celle du phénomène considéré ici. Plusieurs modifications de la formulation originelle de Streeter-Phelps ont été proposées (THOMAS, 1948 ; CAMP, 1963 ; O'CONNOR, 1962 ; DOBBINS, 1964 ; HANSEN et FRANKEL, 1965 ; O'CONNOR et DI TORO, 1968, 1970). Ces formulations permettent de s'affranchir de l'une ou l'autre des hypothèses de base du modèle originel et/ou de prendre en compte d'autres phénomènes comme la dispersion longitudinale ou les apports benthiques.

5.2 Vers une modélisation plus complexe

L'avènement des ordinateurs a permis d'envisager des situations plus complexes pour lesquelles les processus sont décrits plus finement et où les variabilités spatiale et temporelle peuvent être prises en compte. Ainsi, il a été possible : (i) de tenir compte des phénomènes physiques de dispersion et de diffusion des polluants, (ii) de simuler des écoulements dynamiques en deux et trois dimensions, et (iii) de considérer un ensemble de variables et de cinétiques plus complexes.

De façon générique, et comme l'exemple du modèle de Streeter-Phelps le suggérait, tous les modèles comportent à divers degrés de complexité, une description des processus suivants : (i) hydrologique/hydraulique/hydrodynamique, (ii) transport/dispersion des différentes composantes, (iii) réactions biochimiques et (iv) évolution spatiale et/ou temporelle de la température de l'eau. Revenons à l'exemple du modèle de STREETER-PHELPS. D'une part, pour l'écoulement, il considère des conditions d'écoulement uniforme en plus de supposer un mélange intégral de l'effluent au moment du rejet. Il néglige des phénomènes physiques tels que la diffusion longitudinale, la dispersion ou encore la dispersion transversale au point de rejet (FISCHER *et al.*, 1979). De plus, seuls deux processus associés à l'évolution de l'oxygène dissous sont considérés, les autres étant supposés négligeables. Enfin, la température de l'eau est supposée constante et uniforme ou tout au moins on admet que sa variation a un effet négligeable sur les cinétiques de réaction. Examinons brièvement comment sont généralement décrits les différents processus en jeu dans le cadre de la modélisation de la qualité.

5.2.1 Phénomènes de transport-dispersion

Les formulations utilisées pour représenter les phénomènes d'advection-dispersion s'inspirent généralement de l'équation d'advection-dispersion qui peut s'écrire sous la forme suivante :

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} = \frac{\partial\left[AD_L\frac{\partial C}{\partial x}\right]}{\partial x} - \frac{\partial(QC)}{\partial x} + \frac{dC}{dt} + S \qquad (6)$$

où C est la concentration du constituant, A l'aire de la section mouillée, D_L le coefficient de dispersion longitudinale, Q le débit moyen et S les apports. Le premier terme de droite est associé à la dispersion longitudinale, le second au transport. À ces termes, nous avons ajouté le terme décrivant les transformations locales des concentrations et les apports (troisième et quatrième termes de droite ; nous reviendrons sur ces termes dans les sections suivantes). Cette équation est simplement obtenue en effectuant un bilan de masse sur un volume

élémentaire d'eau et en sommant les contributions provenant des différents processus significatifs à cette échelle. Nous présentons ici la version unidimensionnelle où la concentration C représente la concentration moyenne transversale. Dans le cadre d'une étude où nous nous intéresserions à l'évolution spatiale d'un panache par exemple, il faudrait considérer une version bi ou tri-dimensionnelle de cette équation. Toute une série de conditions relatives à l'écoulement peuvent cependant être invoquées afin de justifier l'utilisation de la formulation unidimensionnelle. Mentionnons par exemple que, dans le cas d'un rejet ponctuel, il est possible d'estimer la distance théorique conduisant au mélange transversal complet et donc à des conditions telles que la formulation précédemment proposée soit recevable (FISCHER *et al.*, 1979). Comme on le voit, cette équation permet de faire le pont entre les variables hydrauliques et hydrodynamiques et les variables de qualité. Pour être complète, cette description doit inclure une modélisation de l'écoulement (débit et hauteur d'eau) et des processus locaux responsables des transformations biochimiques (terme dC/dt). Nous ne discuterons pas ici des aspects hydrauliques et hydrodynamiques si ce n'est pour dire que, encore ici, selon la nature du problème considéré, il est possible d'utiliser plusieurs formulations allant d'un écoulement uniforme permanent à une description bi- voire tridimensionnelle.

5.2.2 Réactions biochimiques locales

Les termes associés à l'évolution temporelle au point x de la qualité sont regroupés dans le terme dC/dt de l'équation 6. Le nombre de variables de qualité considérées peut varier selon la problématique envisagée. De manière générale, ces variables sont représentées par des compartiments. Les modifications biochimiques de ces variables sont décrites par des cinétiques caractérisées par un ensemble de paramètres décrivant comment ces compartiments interagissent. Ces transformations sont locales en ce sens qu'elles sont en équilibre local et qu'elles ne sont pas fonction de l'écoulement lui-même. Le modèle de Streeter-Phelps comporte ainsi deux compartiments dont les interactions sont décrites par des équations différentielles linéaires du premier ordre. Prenons comme autre exemple, le modèle QUAL2E (BROWN et BARNWELL, 1987). Celui-ci compte dix variables (compartiments) et plus d'une vingtaine de paramètres décrivant les cinétiques de transformations entre ces variables. Le point important que nous désirons mettre en lumière ici est le fait que ces deux modèles reposent sur des schémas de modélisation identiques, le modèle de Streeter-Phelps pouvant être vu comme une version simplifiée du modèle QUAL2E, valable et applicable dans un contexte où l'ensemble des hypothèses simplificatrices sont vérifiées. L'évolution générale de la modélisation au cours des dernières décennies a surtout porté sur l'élaboration de schémas de transformation des différentes variables de qualité de plus en plus complexes, comportant un plus grand nombre de variables et une description plus fine des processus. Parallèlement, un certain nombre de versions de modèles connus ont été modifiées et adaptées à différents contextes d'application.

La construction de modèles de plus en plus complets s'est faite suite à de nombreux travaux sur les différents cycles et transformations responsables de l'évolution de la qualité. Par exemple, pour établir un bilan complet de l'oxygène dissous, des travaux ont été consacrés aux cycles de l'azote et du phosphore, aux interactions eau-sédiments et au processus de réaération atmosphérique. Les cycles constituent en quelque sorte des blocs élémentaires qui, une fois inté-

grés, fournissent une description plus fine et plus précise des processus. La contrepartie de ce gain en précision est une augmentation du nombre de paramètres décrivant les différentes cinétiques. Ainsi, si un modèle simple comme le modèle de Streeter-Phelps comporte deux paramètres, le modèle QUAL2E en compte plus d'une trentaine. Les diverses études expérimentales ont permis cependant d'identifier des fourchettes de valeurs possibles pour chacun de ces paramètres, mais il reste difficile d'évaluer le pouvoir prédictif réel d'un tel modèle (BOWIE *et al.* 1985). Généralement, on utilise les valeurs médianes des fourchettes proposées dans la littérature et on réalise des études de sensibilité afin d'estimer l'impact des incertitudes sur ces valeurs de paramètres.

5.2.3 Module de calcul de la température

Les vitesses des réactions chimiques et biologiques sont fonction de la température du milieu où ont lieu ces réactions. Les dépendances des divers paramètres décrivant ces réactions en fonction de la température sont décrites par des équations de type Streeter-Phelps, dérivées de l'équation d'Arrhenius (CHAPRA, 1997). Par ailleurs, l'équation servant à estimer l'évolution spatiale et temporelle de la température de l'eau est obtenue en effectuant un bilan des échanges de chaleur entre le cours d'eau et le milieu environnant (interface air-eau et sol-eau). La contribution sol-eau est cependant souvent considérée négligeable. Trois processus interviennent dans le transfert de chaleur entre l'air et l'eau : le transfert radiatif, la conduction et l'évaporation-condensation.

Il est important de noter que la simulation de l'évolution de la température peut nécessiter de nombreuses données. La simulation de la température ne sera nécessaire que si le système présente de forts gradients de température ou si la température est appelée à subir de fortes variations temporelles. Il est donc important a priori d'estimer l'importance de ces effets dans le système qui nous intéresse.

6 – LES ENJEUX FUTURS DE LA MODÉLISATION HYDROLOGIQUE

Les années 70 ont connu une impressionnante prolifération de modèles. Beaucoup de ces modèles sont disparus, quelques-uns sont restés et se sont développés. Sans doute peut-on expliquer cette explosion par l'urgence où se trouvaient différents utilisateurs de résoudre une problématique particulière et par le peu de diffusion des modèles à cette époque. Cette prolifération n'a cependant pas amené une utilisation très répandue des modèles sur une base opérationnelle. Cet aspect a même été plutôt négligé. Déjà en 1982, Orlob (ORLOB, 1982) mentionnait que les enjeux de la modélisation de la qualité de l'eau se situaient plus au niveau du transfert technologique vers les utilisateurs potentiels de ce genre d'outils qu'au niveau du développement proprement dit. Qu'en est-il aujourd'hui ? Nous pouvons affirmer sans trop nous tromper que les enjeux restent sensiblement les mêmes. Il reste donc un travail important à faire afin d'intégrer la modélisation aux processus décisionnels et opérationnels (DUPONT *et al.*, 1997).

Si les modèles sont maintenant plus complexes compte tenu de l'intégration de modules décrivant de mieux en mieux les différents processus en jeu, la prochaine étape verra sans doute l'arrimage et l'intégration des modèles à même un outil de modélisation et de gestion de l'information qui les englobera. Ce type d'approche permettra de traiter les problèmes de façon intégrée à l'échelle du bassin versant. La construction de système de modélisation hydrologique intégrée représente, à notre avis, une étape importante vers la mise en place d'outil de modélisation en contexte opérationnel. Il permettra de gérer l'interdépendance des multiples usages de l'eau et de faciliter, autour d'un outil de travail objectif, la concertation entre les différents usagers, groupes de pression, élus locaux et gestionnaires. Mentionnons à titre d'exemples de pareils systèmes, PÉGASE (SMITZ *et al.*, 1997) et GIBSI (VILLENEUVE *et al.*, 1996, 1997a, b, ROUSSEAU *et al.*, 1997).

7 – CONCLUSION

Plusieurs exemples de grands projets de gestion de l'eau continuent de démontrer que de nos jours les solutions aux problèmes de l'eau se heurtent toujours, tôt ou tard, à une ou plusieurs catastrophes aux conséquences irréversibles. À ce sujet si on se penche, par exemple, sur les causes des inondations dans la région du Saguenay en 1996 (NICOLET, 1997) ou encore sur l'assèchement de la mer d'Aral aux confins de l'Ouzbékistan et du Kazakhstan (LETOLLE et MAINGUET, 1993), on découvre qu'un seul usage avait été préalablement privilégié (dans le premier cas, le développement de la force hydraulique et, dans le deuxième, le développement de l'irrigation) au détriment des autres usages à l'échelle régionale. Si l'on combine ces constats avec le manque de concertation qui semble toujours ressortir lors de l'élaboration de programmes publics de gestion hydrique, on arrive toute suite à la conclusion qu'il y a un grand besoin d'outils scientifiques et technologiques de pointe capable de rassembler autour d'une seule table tous les acteurs de la gestion de l'eau.

Cet article a brièvement donné : (i) un aperçu de l'évolution du cadre de modélisation de différents processus hydrologiques et (ii) identifier les enjeux futurs de la modélisation hydrologique. La première partie de cet article a montré que l'apparition de modèles hydrologiques à paramètres physiques distribués, décrivant de mieux en mieux les différents processus en jeu, permet maintenant de lier les flux d'eau aux caractéristiques physiques des bassins versants. À ce sujet, cette présentation a voulu souligner l'importance et la nécessité de bien définir les problèmes à résoudre et les échelles de temps et d'espace caractéristiques avant de concevoir et d'appliquer un quelconque modèle. Dans un deuxième temps, nous avons voulu montrer que les développements en cours conduiront sous peu à des systèmes de modélisation intégrée (incluant modèles mathématiques de simulation des processus hydrologiques, système d'information géographique et système de gestion de base de données). Il sera primordial dans ce contexte qu'un effort soutenu et important soit consenti afin d'assurer un transfert technologique rapide et efficace auprès des gestionnaires de la ressource hydrique.

Ce développement de systèmes de modélisation hydrologique intégrée est d'autant plus important que, dans un contexte de développement durable, l'ajout

éventuel de modules économiques à ces systèmes permettra de comparer la valeur économique de différents scénarios d'usage (coûts-bénéfices). Ainsi, le gestionnaire de la ressource en eau sera doté d'outils complets d'analyse qui faciliteront l'évaluation des coûts associés par exemple au respect des critères de qualité de l'eau à l'échelle des bassins versants.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNEL P.E., RASMUSSEN J., 1986a. An Introduction to the European Hydrological System. Système hydrologique européen, "SHE", 1: History and Philosophy of a Physically-Based, Distibuted Modelling System. *Journal of Hydrology, 87*, 45-59.

ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNEL P.E., RASMUSSEN J., 1986b. An Introduction to the European Hydrological System. Système hydrologique européen, "SHE", 2: Structure of a Physically-Based, Distibuted Modelling System. *Journal of Hydrology, 87*, 61-77.

AMBROISE B., BEVEN K., FREER J., 1996. Toward a generalization of the TOPMODEL concepts: topographic indices of hydrologic similarity. *Water Resources Research, 32(7)*, 2135-2145.

BANTON O., LAROCQUE M., SURATEAU F., VILLENEUVE J.P., 1993. *AgriFlux (manuel d'usager) – Logiciel d'évaluation des pertes en composés azotés vers les eaux souterraines et superficielles.* Rapport de recherche n° R-380. Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.

BEASLEY D.R., 1977. *ANSWERS: A Mathematical Model for Simulating the Effects of Land Use and Management on Water Quality.* Ph. D. Thesis, Purdue University, West Lafayette, Indiana. 266 p.

BERGSTRÖM L., JOHNSSON H., TORSTENSSON G., 1991. Simulation of soil nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fertilizer Research, 27*, 181-188.

BERGSTRÖM S., FORSMAN A., 1973. Development of a conceptual deterministic rainfall-runoff model. *Nordic Hydrology, 4*, 147-170.

BEVEN K.J., KIRKBY M.J., 1979. A Physically Based Variable Contribuing Area Model of Basin Hydrology. *Hydrology Science Bulletin, 24*, 43-69.

BOUSSINESQ J., 1904. Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol sur le débit des sources. *Journal de Mathématiques Pures et Appliqués*, 5e série, *10*, 5-78.

BOWIE G.L., MILLS W.B., PORCELLA D.B., CAMPBELL C.L., PAGENKOPT J.R., RUPP G.L., JOHNSON K.M., CHAN P.W.H., GHERINI S.A., 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition)*, EPA/600/3-85/040, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.

BROWN L.C., BARNWELL T.O., 1987. *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Model, EPA/600/3-87/007*, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.

CALVER A., 1988. Calibration, sensitivity and validation of a physically-based rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology, 103*, 103-115.

CAMP T.R., 1963. Water and its impurities, Capman and Hall, Londres.

CHAPRA, S.C., 1997. *Surface Water-Quality Modeling.* McGraw-Hill, 844 p.

CRAWFORD N.H., LINSLEY R.S., 1966. *Digital Simulation in Hydrology: The Stanford Watershed Model IV.* Technical Report 39, Department of Civil Engineering, Stanford University, Palo Alto, CA.

DARCY H., 1856. *Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon*, Dalmont, Paris.

DE ROO A.P.J., WESSELING C.G., CREMERS N.H.D.T., OFFERMANS R.J.E., RITSEMA C.J., VAN OOSTINDIE K., 1994. LISEM: A new physically-nbased hydrological and soil

erosion model incorporated in a GIS environment: theory and implementation. *IAHS Publication, 224*, 439-448.

DOBBINS W.E., 1964. BOD and Oxygen relationships in streams. *Comptes rendus de l'American Society of Civil Engineers, Journal of Sanitary Engineering Division 90(SA3)*, 53-78.

DOOGE J.C.I., 1973. *Linear Theory of Hydrologic Systems.* Technical Bulletin n° 1468, Agricultural Research Service, USDA.

DUPONT J., SMITZ J., ROUSSEAU A.N., MAILHOT A:, 1997. Utilisation des outils numériques d'aide à la décision pour la gestion de l'eau. *Revue des Sciences de l'Eau, 10(5).*

DUPUIT J., 1863. *Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables*, 2e édition, Dunod, Paris.

FISCHER H.B., LIST E.J., KOH R.C.Y., IMBERGER J., BROOKS N.H., 1979. *Mixing in Inland ans Coastal Waters.* Academic Press, New York, NY.

FORTIN J.P., MOUSSA R., BOCQUILLON C., VILLENEUVE J.P., 1995. HYDROTEL, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. *Revue des sciences de l'eau, 8*, 97-124.

GRAYSON R.B., MOORE I.D., MCMAHON T.A., 1992. Physically-based hydrologic modeling, 1: A terrain-based model for investigative purposes. *Water Resources Research, 26(10)*, 2639-2658.

GREEN W.H., AMPT G.A., 1911. Studies on soil physics, 1: The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science, 2(1)*, 1024.

HAIRSHINE P.B., ROSE C.W., 1992a. Modeling water erosion due to overland flow using physical principles. 1. Sheet flow. *Water Resources Research, 28*, 237-243.

HAIRSHINE P. B., ROSE C.W., 1992b. Modeling water erosion due to overland flow using physical principles. 2. Rill flow. *Water Resources Research, 28*, 245-250.

HANSEN S., JENSEN H.E., NIELSEN N.E., SVENDSEN H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research, 27*, 245-259.

HANSEN W.W., FRANKEL R.J., 1965. Economic evaluation of water quality, a mathematical model of dissolved oxygen concentration in freswater streams. Sanitary Engineering Laboratory, Université de Californie, Berkely, *Report 65-11.*

HOLTAN H.N., 1961. *A Concept of Infiltration Estimates in Watershed Engineering.* USDA Paper 41-51, Washington, D.C.

HUTSON J. L., WAGENET R.J., 1991. Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model. *Soil Use and Management, 7(2)*, 74-78.

HUTSON J.L., WAGENET R.J., 1992. *LEACHM. Leaching Estimating and Chemistry Model: A Process-Based Model of Water and Solute Movement, Transformations, Plant Uptake, and Chemical Reaction in the Unsaturated Zone.* Version 3. Dept of Agronomy, Cornell Universtiy, Ithaca, NY.

HUTSON J.L., ET WAGENET R.J., 1993. A pragmatic field-scale approach for modeling pesticides. *Journal of Environmental Quality, 22*, 494-499.

JOHNSSON H., BERGSTRÖM L., JANSSON P.E., 1987. Simulated nitrogen dynamic losses in a layered agricultural soil. *Agricultural, Ecosystems and Environment, 18*, 333-356.

KITE G.W., 1978. Development of a hydrologic model for a canadian watershed. *Canadian Journal of Civil Engineering, 5(1)*, 1260134.

KNISEL W.G., 1980. *CREAMS: A Field Scale Model Chemicals, Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems.* Conservation Research Rep. 26: U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

LETOLLE, MAINGUET, 1993. Aral, Springer-Verlag France, Paris.

MANNING R., 1891. On the flow of water in open channels and pipes. *Transactions of the Institute of Civil Engineering of Ireland, 20*, 161-207.

MCCUTCHEON S.C., 1982. *Water Quality Modeling Volume I: Transport and Surface Exchange in Rivers*, 334 p.

MEHRAN M., TANJI K.K., 1974. Computer modeling of nitrogen transformations in soils. *Journal of Environmental Quality, 3(4)*, 391-396.

MOLINA J.A.E., CLAPP C.E., SHAFFER M.J., CHICHESTER F.W., LARSON W.E., 1983.

NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration and behavior. *Soil Science Society of America Journal, 47*, 85-91.

MORGAN R.P.C., QUINTON J.N., RICKSON R.J., 1992. *EUROSEM Documentation Manual. Version 1: June 1992*, Silsoe College, Silsoe, UK.

MORIN G., FORTIN J.P., LARDEAU J.P., SOCHANSKA W., PAQUETTE S., 1981. *Modèle CEQUEAU : manuel d'utilisation.* INRS-Eau, Rapport scientifique n° 93, 449 p.

NEARING M.A., FOSTER G.R., LANE L.J., FINCKER S.C., 1989. A Process-Based Soil Erosion Model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology. *Transactions of the ASAE, 32(5)*, 1587-1593.

NICOLET R., 1997. *Rapport de la Commission scientifique et technique sur la gestion des barrages.* Bibliothèque nationale du Québec.

O'CONNOR D.J., 1962. The effect of stream flow on waste assimilation capacity. *Comptes rendus de la 17th Industrial Waste Conference, Purdue University Lafayette*, 1-3 mai 1962, Engineering Extension Series n° 112, 608-629.

O'CONNOR D.J., DI TORO D.M., 1968. The distribution of dissolved oxygen in stream with time-varying velocity. *Water Resources Research 4(3)*, 639-646.

O'CONNOR D.J., DI TORO D.M., 1970. Photosynthesis and oxygen balance in streams. *Comptes rendus de l'American Society of Civil Engineers, Journal of Sanitary Engineering Division 96(SA2)*, 547-571.

ONSTAD C.A., FOSTER G.R., 1975. Erosion modeling on a watershed. *Transactions of the ASAE, 18(2)*, 228-292.

ORLOB G.T., 1982. Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs, chap. 1, John Wiley & Sons, NY.

RENARD K.G., FOSTER G.R., Weesies G.A., Porter J.L., 1991. RUSLE – Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation, 46*, 30-33.

RICHARDS L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics, 1*, 318-333.

RODRIGUEZ-ITURBE I., VALDES J.B., 1979. The geomorphological structure of hydrologic response. *Water Resources Research, 15(6)*, 1409-1420.

ROSE C.W., WILLIAMS J.R., SANDER G.C., BARRY D.A., 1983. A mathematical model of Soil erosion and deposition process: I. Theory for a plane land element. *Soil Science Society of America, 47*, 991-995.

ROUSSEAU A.N., MAILHOT A., MASSICOTTE S., TREMBLAY J.F., BOLDUC P., DUCHEMIN M., DUPONT J., TURCOTTE R., VILLENEUVE J.P., 1997. A watershed-based software system for integrated surface water quality management. Éditeurs: D.I. Norum, D.I. et P., Savoie, *Congrès annuel conjoint de la Société canadienne de génie civil et la Société canadienne de génie rural, Volume A (Génie agroalimentaire et biologique)*, pp. 112-121.

SAINT-VENANT, BARRÉ DE, 1871. Théorie du mouvement non permanent des eaux avec application aux crues des rivières et à l'introduction des marées dans leurs lits. *Comptes rendus des séances de l'Académie des Sciences, 73*, 147-154.

SHARPLEY A.N., WILLIAMS J.R., 1990. *EPIC--Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation.* U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin n° 1768, 235 p.

SHERMAN L.K., 1932. Streamflow from rainfall by unit-graph method. *Engineering News Record, 108*, 501-505.

SHUTTLEWORTH W.J., 1988. Macrohydrology – The new challenge for process hydrology. *Journal of Hydrology, 100*, 31-56.

SMITH R.E., PARLANGE J.Y., 1978. A parameter-efficient hydrologic infiltration model. *Water Resources Research, 14(3)*, 533-538.

SMITZ J., EVERBECQ E., DELIÈGE J.F., DESCY J.P., WOLLAST R., VANDERBORGHT J.P., 1997. PÉGASE, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'eau, 588(4)*, p. 73.

STREETER H.W., PHELPS E.B., 1925. *A Study of the Pollution and NaturalPurification of the Ohio River, III. Factors Concerning the Phenomena of Oxidation and Reaeration.* U.S. Public Health Service, Pub. Health Bulletin n° 146, février 1925.

THOMAS H.A., 1948. Pollution load capacity of streams. *Water and Sewage Works, 95*, 409.

VILLENEUVE J.P., FORTIN J.P. , SECRETAN Y., DUCHEMIN M., GAUTHIER Y., MAILHOT A., MASSICOTTE S., ROUSSEAU

A.N., TREMBLAY J.F., 1996. *Rapport d'étape du projet GIBSI, août 1996.* Rapport d'étape n° R-462a. Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.

VILLENEUVE J.P., FORTIN J.P., SECRETAN Y., BLANCHETTE C., BOLDUC P., DUCHEMIN M., MAILHOT A., MASSICOTTE S., ROUSSEAU A.N., TREMBLAY J.F., TURCOTTE R., 1997a. *Rapport d'état d'avancement du projet GIBSI, février 1997.* Rapport d'état d'avancement, R-462d. Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.

VILLENEUVE, J.P., BEAUCHEMIN J., BOLDUC P., DROUOT C., DUCHEMIN M., GAGNON J.F., MAILHOT A., MASSICOTTE S., ROUSSEAU A.N., TREMBLAY J.F., TURCOTTE R., 1997b. *Rapport d'étape du projet GIBSI, septembre 1997.* Rapport d'étape n° R-462b. Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.

WILLIAMS J.R., 1975. Sediment-Yield Prediction With Universal Equation Using Runoff Energy Factor. *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources.* USDA-ARS, ARS-S-40, pp. 244-252.

WILLIAMS J.R., NICKS A.D., ARNOLD J.G., 1985. Simulator for Water Resources in Rural Basins. *Journal of Hydraulic Engineering, 111(6),* 970-986.

WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning.* Agricultural Handbook 537, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., 58 p.

WOOLHISER D. A., SMITH R.E., GOODRICH D.C., 1990. *KINEROS, A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual.* USDA, Agricultural Research Service, ARS-77, pp. 130.

YOUNG R.A., ONSTAD C.A., BOSCH D.D., ANDERSON W.P., 1987. *AGNPS, Agricultural Nonpoint Source Pollution Model: A Large Watershed Analysis Tool.* Conservation Research Report n° 35. Agriculture Research Service, U.S. Department of Agriculture Washington, D.C., 77 p.